

Talajok agyagtartalmának becslése gamma-spektroszkópiai mérésekkel

¹MATULA Ramóna, ^{2*}TÓTH Tibor

¹Biocentrum KFT, Budapest, ²Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet, Budapest

(Beérkezett: 2019.02.14.; Elfogadva: 2019.11.06.)

Bevezetés

A talajok okszerű használata szempontjából agyagtartalmuk az egyik leggyakrabban figyelembe vett jellemzőjük. Számos hagyományos, de korszerű talajbesorolás és egyéb kategóriarendszer is ezen alapul. Nem célunk az agyagtartalom sokrétű jelentőségére kitérni, de utalunk az agyagtartalom meghatározásának folyamatosan megújuló, szerteágazó eszköztárára és módszertanára. A terepi gyors agyagtartalom becslésére elterjedten használják az elektromos és elektromágneses felszíni geofizikai eszközöket (RISTOLAINEN et al., 2009), melyek(ek) a talaj elektromos vezetőképességét jellemzik. A vizsgálat azon alapul, hogy a kicserélődési komplexumban megkötött kationok elektromos vezetése révén a talaj agyagtartalma jelentősen hozzájárul a talaj összes elektromos vezetőképességéhez. Azonban számos más tényező is befolyásolja az elektromos vezetőképességet, továbbá sekély, köves, szikes, fagyott, tőzeges és száraz talajban ezek a módszerek nem használhatók rutinszerűen az agyagtartalom becslésére. Ezért szükség van olyan módszerre, amely ilyen körülmények között is gyors felmérést tesz lehetővé. Az elmúlt időszakban a gamma-spektroszkópia alkalmazása terjedt el.

A gamma-spektroszkópia a digitális talajtérképezés egyik eszköze, passzív távérzékelési geofizikai módszer, amely a talajban és kőzetekben természetesen végbemenő, főként kálium, urán és tórium bomlásából származó gamma-sugárzást detektálja (MINTY, 1997). A talajtérképezésben a gamma-spektroszkópia viszonylag új talajvizsgálati technika, mellyel a mérések elvégezhetők a talajon és a levegőben egyaránt (CASTRIGNANÒ et al., 2012). A gamma-spektroszkópiás méréseket már az 1930-as években használták a geológiában urán kutatására (DE MEIJER, 1998). A szcintillációs detektorok megjelenésével lehetségessé vált a mért sugárzás elkülönítése az egyes radioaktív izotópokétól (radionuklidok) (⁴⁰K, ²³⁸U, ²³²Th). A légi gamma-spektroszkópiás méréseket az 1960-as évektől sikeresen alkalmazzák (GREGORY, 1960, DARNLEY, 1991, MINTY, 1997) nagy kiterjedésű területek geológiai kutatására (JAQUES et al., 1997), atomerőművek közelében a háttér gamma-foton kibocsátásának jellemzésére (SANDERSON et al., 2004), az ásványkutatásban (TOURLIÈRE et al., 2003) és napjainkban egyre többször talajtérképezés során (COOK et al., 1996; PRACILIO et al., 2006).

A módszer talajtérképezési alkalmazásáról számos tanulmány született, melyek a mért radionuklid koncentráció és a talaj, illetve üledékek ásványos összetételének kapcsolatát vizsgálták. Szoros összefüggést állapítottak meg például

*Levelező szerző: TÓTH TIBOR, MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet, 1022 Budapest, Herman Ottó út 15.
E-mail: tibor@rissac.hu

a talaj agyagásvány tartalma és a ^{232}Th radioaktív izotóp koncentrációja között. Megállapították, hogy a különböző talaj- és üledéktípusoknak jellemző természetes radionuklid koncentrációjuk van (VAN WIJNGAARDEN et al., 2002). A későbbi kutatások során fény derült arra, hogy nemcsak a talaj fizikai (talaj textúra, szemcseméret), hanem a kémiai talajtulajdonságai (pl. nehézfém szennyezés) is kapcsolatban vannak a radionuklid tartalommal (VAN DER GRAAF et al, 2007).

Tanulmányunk célja, hogy áttekintést adjon a gamma-spektroszkópia alapjairól, a kőzetek és talajok radionuklid tartalmának változásáról, illetve a módszer talajtérképezési alkalmazásáról, különös tekintettel a talajok agyagtartalmának meghatározására.

A gamma-spektrométer működésének alapjai

Radioaktív izotópoknak (radionuklidoknak) nevezzük azokat a nem stabil atommagokat, amelyek elbomlanak és bomlásuk során egy másik radionuklidot vagy egy stabil atommagot képeznek, illetve ionizáló sugárzást bocsátanak ki. Az atommagok bomlásának három típusa lehet:

1. α -bomlás során az atommagból egy hélium atommag válik ki. Hatótávolsága kicsi, levegőben kevesebb, mint 1 cm.
2. β -bomlás során az atommag elektronokat vagy pozitronokat bocsát ki, avagy elektront fog be. Hatótávolsága levegőben pár 10 cm.
3. γ -bomlás során az atommagból energia távozik fotonként. Ez nagy hatótávolságú sugárzás

Mivel az alfa- és a béta- sugárzások hatótávolsága kicsi, számunkra a gamma-sugárzás a fontos. A nagyobb (cm-es méretű) mintákból szinte csak a gamma-sugárzás lép ki, így csak ezt a sugárzást tudjuk észlelni.

Egyes radionuklidok megtalálhatók a Naprendszer keletkezése óta, így felezési idejük összemérhető a Föld korával. Ilyen pl. ^{238}U ($T_{1/2} = 4,468$ milliárd év), ^{232}Th ($T_{1/2} = 14,05$ milliárd év), ^{40}K ($T_{1/2} = 1,28$ milliárd év). Az urán és tórium bomlásakor keletkező leányelemek is radioaktívak, így bomlási sorok alakulhatnak ki. Ma a Földön három radioaktív „család” található meg (uránsor – ^{238}U , tórium sor – ^{232}Th , és az aktíniumsor – ^{235}U), mivel ezek esetén az anyaelemek felezési ideje több, mint a Föld kora. A gamma-sugárzás tehát főként néhány természetesen előforduló izotóp (^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th) bomlása során képződik (HORSFALL, 1997). A sugárzást detektáló eszközt gamma-spektrométernek nevezik.

A mérés a radioaktív izotópok azon sajátosságán alapul, hogy az általuk kibocsátott gamma fotonok energiája jellemző a kibocsátó atommagra. A bomlás során számos esetben lép ki gamma foton, mivel a bomlás a leányelem gerjesztett állapotához vezet. Az atommag a gerjesztett állapotból visszatér alapállapotba, miközben egy, vagy egymás után több gamma kvantumot bocsát ki. A mérés során a detektor ún. érzékeny térfogatában maradt energiát mérjük. A leadott energiát az érzékelő anyaga és a mérendő részecske (semleges gamma-foton) kölcsönhatása határozza meg, amelynek három módja lehetséges:

- fotoeffektus, melynek során a gamma-foton energiáját egy lépésben átadja egy erősen kötött elektronnak;

- Compton-szórás, ami az atomok külső héján levő elektronok és a gamma kvantumok ütközési kölcsönhatása. Az ütközés során a gamma kvantum energiájának és impulzusának egy részét átadja a vele kölcsönhatásba lépő elektronnak;

- párkeltés: 1,02 MeV körüli energiák felett az atommagok elektromágneses terével való kölcsönhatáskor a gamma kvantum megsemmisülhet úgy, hogy egy elektron-pozitron párt kelt az energia- és impulzus-megmaradásnak megfelelő kinetikus energiákkal.

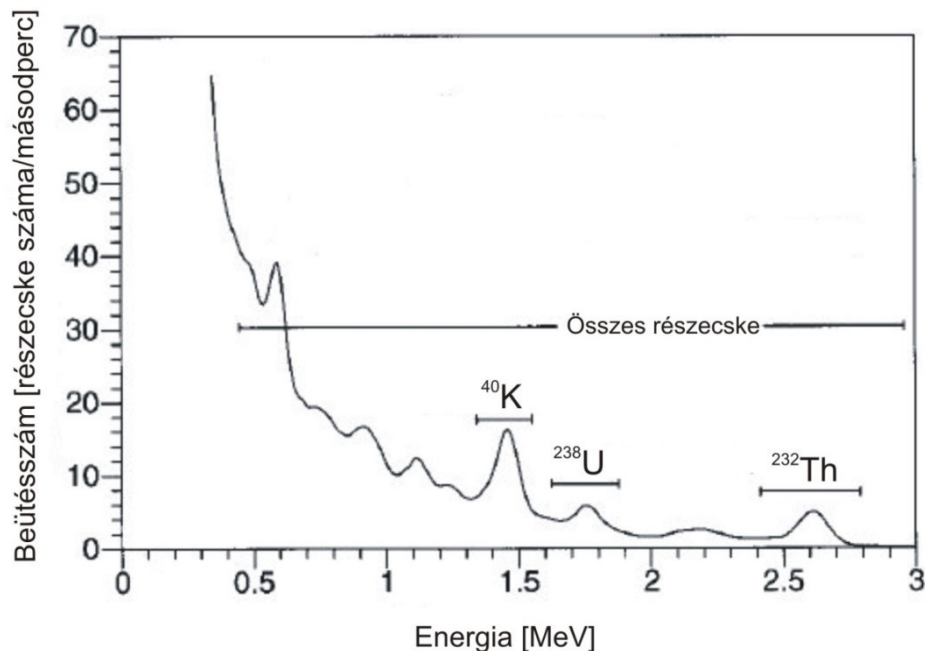
A gamma-sugárzást időegységenkénti beütésszámmal méri, amelyből kiszámítható a radionuklidok koncentrációja, például ^{40}K %-ban (MINTY et al., 1997).

A gamma-sugárzás terepi érzékelésére alkalmas korszerű rendszer (a félvezető detektoroktól eltekintve) egy szcintillációs detektorból, fotóelektron-sokszorozóból és egy spektrométerből áll (TRIANAFILIS et al., 2013). Működési elve azon alapul, hogy a detektorban használt szcintilláló anyagok az ionizáló sugárzásból származó elektromosan töltött részecskék mozgási energiáját fényvillanássá alakítják. A kibocsátott fény (felvillanás) erőssége arányos az abszorbeált foton energiájával (MINTY, 1997).

Napjainkban leginkább tallium-aktivált nátrium-jodid [NaI (TI)] kristályos szcintillációs detektort használnak erre a célra (DIERKE & WERBAN, 2013, SPADONI & VOLTAGGIO, 2013), azonban nem ez a kristály a leghatékonyabb a gamma-fotonok befogására (VAN EGMOND et al., 2010). A BGO (bizmut-germánát szcintillációs detektor) és a tallium-aktivált cézium-jodid kristály [CsI (TI)] használatos még a mérések során. A BGO előnye, hogy nagyobb felbontású energiacsúcsokat kapunk, mint NaI (TI) kristály használata esetén, viszont drágább, és érzékenyebb a hőmérsékletingadozásra. Megjegyzendő, hogy a laboratóriumi gamma spektroszkópai mérések során jobb felbontású félvezető alapú detektorokat használnak, ezek a költség, szükséges hűtés és egyéb okok miatt terepi eszközökben nem használatosak. Míg a NaI (TI) -al felvett spektrum széles csúcsokat ad, és úgy tűnik mintha 1370-1470 keV köztiek lennének a ^{40}K fotonok, a -90°C -on működő HPGe-vel [(High Purity Germanium) félvezető detektor] keskeny csúcsot kapunk ugyanitt, 1459-1463 keV között.

A mérésekből származó adatok feldolgozásának egy hagyományos módszere, hogy négy, viszonylag nagy kiterjedésű spektrális energia ablakot figyelünk. Az ablakok a detektorok energiafelbontásától függő szélességűek.

Az 1. ábrán látható energiaszintek észlelésére alkalmas „energia ablakokat” az Atomenergiai Ügynökség (GRASTY et al., 1991) javasolta. Ezek az „energia ablakok” számszerűsítve a következők: ^{40}K (1.37–1.57 MeV), ^{238}U (1.66–1.86 MeV), ^{232}Th (2.41–2.81 MeV) és az összes beütésszám (TC = Total Count: 0.41–2.81 MeV). Az ábráról leolvashatók az egyes radionuklidokhoz tartozó energiacsúcsok (^{40}K – 1.460 MeV, ^{238}U – 1.765 MeV, ^{232}Th – 2.615 MeV), amelyek az „energia ablakokon” belül is a legalkalmasabbak a radioaktív kálium, urán és tórium detektálására (IAEA, 2003). Az összes beütésszám az összes részecske radioaktivitásáról tájékoztat (MINTY et al., 1997).

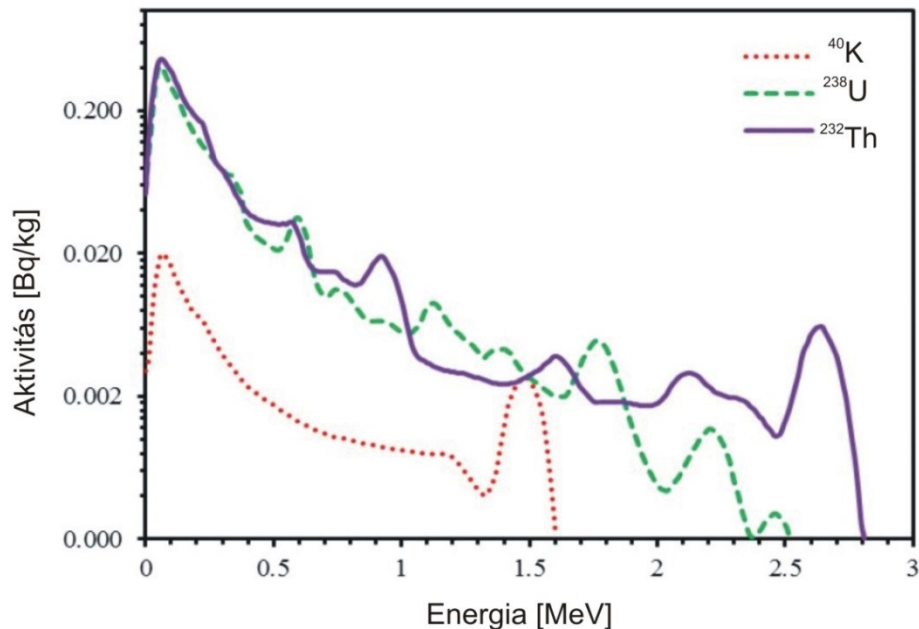


1. ábra

Egy tipikus gamma-sugárzás felvétel tallium-aktivált nátrium-jodid [NaI (Tl)] kristályos szcintillációs detektorral, 100 méteres magasságból végrehajtott mérés során. Az ábrán a három radioaktív izotóphoz tartozó „energia ablak” és az azokat magába foglaló negyedik „összes” ablak látható. (MINTY, 1997 alapján, módosítva). Az ábrán azért látszik csak az urán (1765 keV) és tórium (2614 keV) nagy energiájú csúcsa azok egyedi spektrumából, mert a nagyenergiájú fotonok eléri a 100 m magasságban levő detektort, míg a kisebb energiájúak elnyelődnek (2. ábra)

Az „energia ablakok” alapján felszabdalt spektrum módszer helyett a teljes spektrum elemzéssel (FSA-Full Spectrum Analysis) is végeznek meghatározásokat. Ezzel kiküszöbölik az „energia ablakokon” alapuló módszer azon hibáját, hogy a kiértékelés során csak korlátozott számban áll rendelkezésre spektrális adat (2. ábra).

MAHMOOD et al., (2013) a radionuklidok és talajtulajdonságok (pl. agyagtartalom, pH, összes nitrogén) közötti összefüggést mindkét adatfeldolgozási módszerrel megvizsgálta. Arra a következtetésre jutott, hogy mind az „energia ablakok” módszerével, mind a „teljes spektrum vizsgálatával” ugyanolyan pontosan lehet becsülni a két tényező közötti kapcsolatot.



2. ábra

A ^{40}K , ^{238}U és ^{232}Th 1 Bq kg⁻¹ aktivitás koncentráción észlelt kalibrációs helyzet spektruma (MAHMOOD et al., 2013)

A talajok és kőzetek radioaktivitása

A természetis radioaktív izotópok a földkéregben és a litoszférában összpontosulnak. A kőzetek és a talajok különböző mennyiségben különböző radionuklidokat tartalmaznak, melyek egyedi energiaszinteken bocsátanak ki gamma-fotonokat. A Földön mért gamma-sugárzás körülbelül 90%-a a talaj felső 30-50 centiméteréből származik (COOK et al., 1996), így a gamma-sugárzásból nyert adatok teljes információt biztosítanak a feltalajról. A ^{40}K , ^{238}U és a ^{232}Th azok a természetesen előforduló radionuklidok, amelyek megtalálhatóak a kőzetekben és talajban is, és elegendő energiát bocsátanak ki ahhoz, hogy hatékonyan lehessen detektálni őket (HEGGEMANN et al., 2017).

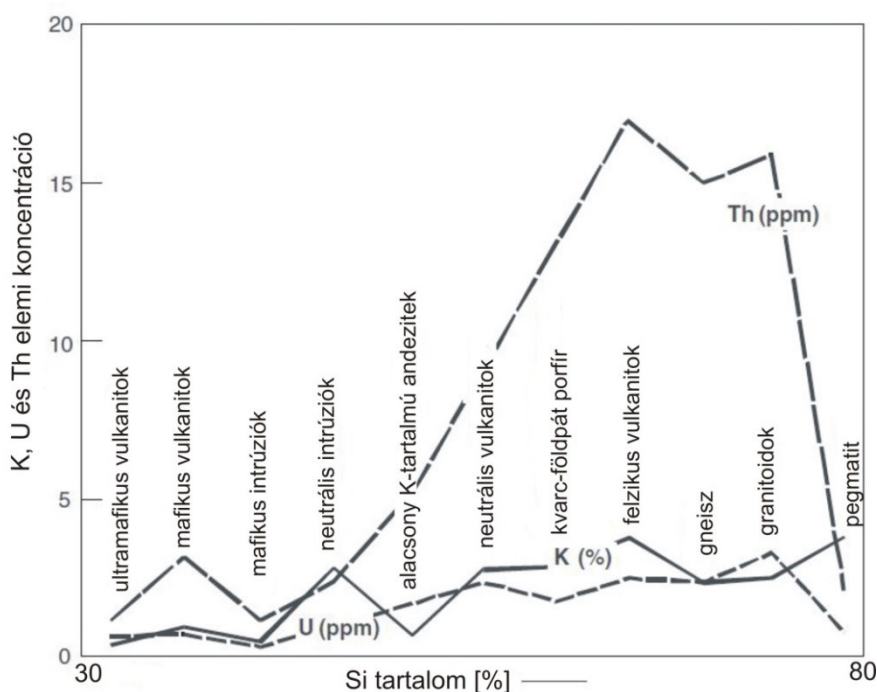
A természetben három kálium izotóp fordul elő: ^{39}K (93,3%), ^{40}K (0,012%) és a ^{41}K (6,7%). Ezek közül csak a ^{40}K radioaktív, amely a stabil káliumban 0,0119% arányban fordul elő. Az urán 234-es, 235-ös és 238-as tömegszámú izotópjai közül döntően a 238-as izotóp található meg a természetben (99,275%). A 235-ös izotóp kis mennyiségben (0,72%), a 234-es izotóp pedig nagyon kis mennyiségben (0,005%) van jelen. A tóriumnak egy izotópja (^{232}Th) fordul elő a természetben. Az urán és tórium izotópjai mind radioaktívak (NAGY, 1989).

A természetes gamma-háttérsugárzás nagy részét adó említett izotópok eloszlása a kőzetekben nem egyenletes. Így a természetes gammasugárzás jórészt

litológia függő. A magmás kőzetek több radionuklidot, míg az üledékes és metamorf kőzetek kevesebbet tartalmaznak (DICKSON & SCOTT, 1997).

Kőzetek radioaktivitása

A kálium átlagos kéregbeli eloszlása 2,1 %, a radioaktív ^{40}K -é pedig 252 ppm, így sokkal gyakoribb, mint a radioaktív urán és a tórium (2,7; 9,6 ppm). A kálium, tórium és urán tartalom a kőzetekben általában növekszik a növekvő szilikát tartalommal, azaz koncentrációjuk nő a bázikus kőzetektől a savanyú magmás kőzetek felé haladva (3. ábra).



3. ábra

Kálium, urán és tórium átlag koncentrációja magmás kőzetekben növekvő szilícium tartalom mellett (DICKSON & SCOTT, 1997)

A kálium a földkéreg egyik leggyakoribb eleme, alkáli földpátok, csillámok (pl. biotit, muszkovit), alunit és szilvin tartalmazzák. Magas káliumtartalom tipikusan savanyú magmás kőzetekben mérhető (gránitban, riolitban, pegmatitokban). Nincs, vagy csak nagyon kis koncentrációban fordul elő mafikus vagy ultramafikus kőzetekben és az ezeket felépítő ásványokban (DICKSON & SCOTT, 1997).

Az urán koncentrációja a földkéregben átlagosan 2-5 ppm, a földkéreg urántartalma (25 km mélységig) kb. 100 milliárd tonna. Szilíciumdús magmás

kőzetekben dúsul (pl. gránitban): 4,4 ppm, továbbá a cirkon is erősen dúsítja (2000 ppm). Gyakran dúsul uránércekben, amelyek urántartalma több 10% is lehet. Nem érces környezetben az urán főleg allanit – $(\text{Ce}, \text{La}, \text{Ca}, \text{Y})(\text{Al}, \text{Fe}_3)(\text{SiO}_4)_3\text{OH}$, monacit – $(\text{Ce}, \text{La}, \text{Nd}, \text{Th})\text{PO}_4$, cirkon – ZrSiO_4 , és uraninit – UO_2 ásványokban fordul elő.

Az urán kétféle vegyérték állapotban fordul elő: U^{4+} és U^{6+} . Az oxidált U^{6+} komplexet képez az oxigénnel és uranil iont alkot (UO_2^{2+}). Az uranil ion mobilis és képes komplexet alkotni a karbonát-, szulfát- és kloridionokkal. Az U^{6+} mobilitását módosítja, ha vas-oxid, agyagásványok és kolloidok felületén adszorbeálódik. Reduktív körülmények között a redukált U^{4+} forma jelenik meg. Magas urántartalom pegmatitokra, szienitkre, radioaktív gránitokra és fekete palákra jellemző (MINTY, 1997).

A tórium átlagos koncentrációja a földkéregben 8-12 ppm, szilíciumdús magmás kőzetekben dúsul (pl. gránitban), ekkor koncentrációja elérheti a 16 ppm-et is. A cirkon is erősen dúsítja, koncentrációja akár 2500 ppm is lehet az ásványban. A gránit 10-40 ppm koncentrációban tartalmazza, az andezit tóriumtartalma átlagosan 1-4 ppm, a bazalt 1 ppm koncentrációnál kisebb mennyiségben tartalmazza. Fő ásványai a monacit $((\text{Ce}, \text{La}, \text{Nd}, \text{Th})(\text{PO}_4, \text{SiO}_4))$, a thorit (ThSiO_4) , a thorianit (ThO_2) és a cheralit – $(\text{Ce}, \text{Ca}, \text{Th}, \text{U}(\text{P}, \text{Si})\text{O}_4)$ (BURJÁN, 2002). A kőzetekben ezek az ásványok általában gránittal, pegmatittal és gneisszel társulnak. A tórium a legtöbb geokémiai környezetben nem túl mobilis. Ennek oka a nagyon stabil, rosszul oldódó ThO_2 keletkezése. Egy vegyértékű állapotban fordul elő (Th^{4+}), így a mobilitása nem változik a redox-viszonyok megváltozásával. Oldhatósága általában alacsony, habár savas oldatokban vagy neutrális pH-n oldhatóvá válhat. Az urán és a tórium megtalálható továbbá járulékos ásványokban (akcesszóriákban) is, pl. cirkonban, titanitban, apatitban, allanitban, monacitban és epidotban (MINTY, 1997).

Talajok radioaktivitása

A talajok természetes radioaktivitása elsősorban a geológiai viszonyok (alapkőzet származása és összetétele, a mállás, a talajképződési folyamat jellege SZABÓ, 2009), a meteorológiai tényezők és az adott területen alkalmazott agrotechnikai módszerek (műtrágyázás, öntözés) függvénye. Ha a geológiai viszonyokat nézzük, akkor azt tapasztalhatjuk, hogy a savanyú kőzetek mállásából képződő talajokban a radioaktív elemek mennyisége nagyobb, mint azokban a talajokban, amelyek bázikus kőzetek mállásából képződtek (BARÓTFI, 2000). A mállási folyamatok módosítják a radionuklidok eloszlását és koncentrációját a talajban a kiindulási anyagokhoz képest. Talajtani szempontból a három radionuklid eltérően viselkedik a mállási és talajképződési folyamatok során. Általános szabályként leírható, hogy a kálium koncentrációja csökken a legtöbb mállási folyamat erősödésével, mivel (könnyen) oldható és emiatt kimosódik a talajszelvényből. Ezért az idős, erősen mállott talajok káliumtartalma általában kicsi (PORTELA, 1993). Ez akkor nem következik be, ha a kálium beépül az agyagásványokba (pl. illitbe), vagy adszorbeálódik a felületükön (montmorilloniton, kaoliniten), illetve olyan ásványokhoz kapcsolódik (pl. földpát

fenokristályok vagy csillámok), amelyek ellenállnak a mállásnak. Az urán és tórium ellenben sokkal ellenállóbb mállási termékekhez társul a talajban. Képesek adszorbeálódni agyagásványok, vas- és alumínium-oxihidroxidok, valamint szerves anyagok felületén. Továbbá olyan ásványokba épülhetnek be, amelyek ellenállóak a mállási folyamatokkal szemben, így hosszú ideig vannak jelen a talajszelvényben. Ezért nem gyakori, hogy az urán és tórium relatív koncentrációja megnövekszik az erősen mállott talajokban (WILFORD & MINTY, 2007).

A talajok átlagos urántartalma 2,8 ppm, tóriumtartalma 7,4 ppm, elemi káliumtartalma 1,3 m/m% (UNSCEAR, 2000), ami átszámítva a ^{40}K -ra 156 ppm. A radionuklidok fontos jellemzője az aktivitás, amely megadja, hogy hány bomlás történik másodpercenként, mértékegysége a Bq (becquerel). Az aktivitás-koncentráció megmutatja, hogy egységnyi tömegre vagy térfogatra mekkora aktivitás jut (Bq kg^{-1}). Az 1. táblázat a földkéregben és talajban jelenlevő ^{40}K , ^{238}U és ^{232}Th aktivitást és relatív koncentrációját foglalja össze.

Radio-nuklid	Átl. konc. földkéregben [ppm]	Aktivitás konc. földkéregben [Bq kg^{-1}]	Átl. konc. talajban [ppm]	Aktivitás konc. talajban [Bq kg^{-1}]
^{238}U	2,7	33	2,8	35
^{232}Th	9,6	39	7,4	30
^{40}K	252	650	156	400

1. táblázat

A ^{238}U , ^{232}Th és ^{40}K átlagos koncentrációja a földkéregben és talajban (UNSCEAR, 2000 után módosítva)

Érdeemes részletesebben áttekinteni az agyagásványokat ahhoz, hogy megértsük, hogy a kálium hogyan épül be a szerkezetükbe, illetve kötődik meg a felületükön. Lényeges tényező, hogy milyen fajta agyagásvány van túlnyomórészt a talajban, mivel ez is befolyásolja a mérhető radionuklid koncentrációt. Egy 2001-ben készült tanulmány során megállapították, hogy a talajok káliumtartalma függ a talajban jelenlévő agyagásványok típusától (a káliumtartalom például szoros összefüggésben áll az illit- és alumínium-klorit-tartalommal) (MENGEL ET AL., 2001).

A talaj kémiai tulajdonságait elsősorban a vízben oldható sók mennyisége és minősége, a szerves anyagok, a kolloidkémiai reakciók, a kémhatás és a redoxi feltételek határozzák meg. A kolloidok olyan kisméretű anyagi részecskék, amelyek nagy fajlagos felülettel rendelkeznek. A fajlagos felület egységnyi tömegű vagy térfogatú anyag felülete, mértékegysége $\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$ vagy $\text{cm}^2 \text{cm}^{-3}$ (MICHÉLI et al., 2006). A talajban a legfontosabb ásványi kolloidok az agyagásványok, mivel a tápanyag-gazdálkodás és a vízgazdálkodás egyaránt függ mennyiségüktől és minőségüktől.

Következtetésképp az agyagos talajok a bennük előforduló agyagásványokra jellemző felületi megkötő képességtől függően mutathatnak magas radionuklid koncentrációt. Minél nagyobb fajlagos felülettel rendelkezik egy agyagásvány, annál több radionuklid megkötésére is képes. Másrésről az alacsony gammaaktivitás a homokos talajok jó mutatója lehet: a homok döntően szilícium-dioxidból áll, ami nem rendelkezik az agyagásványokhoz hasonló tulajdonsággal (pl. nagy fajlagos felülettel) (PRACILIO et al., 2006; BLUME et al., 2010).

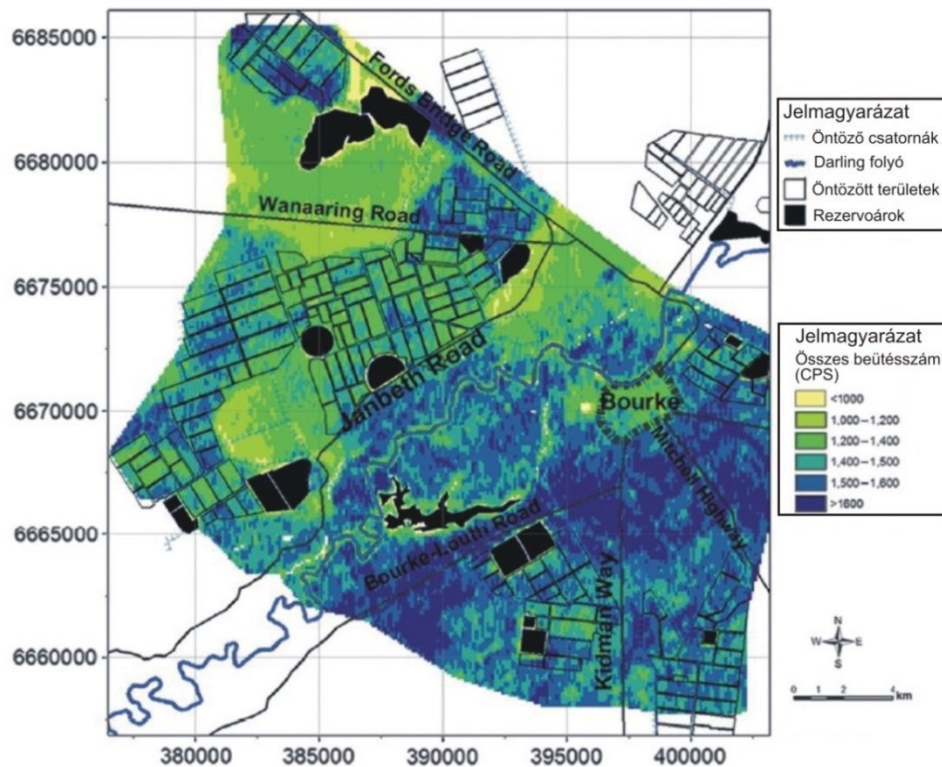
Gamma-spektrométer használata talajok agyagtartalmának vizsgálatára

Légi és felszínközeli gamma-spektroszkópiás méréseket a talajtanban főleg a talajtextúra és a radionuklidtartalom összefüggésének vizsgálatára alkalmazzák (TRIANTAFILIS et al., 2013, HEGGEMANN et al., 2017). Több módszer született a növények számára felvehető kálium és a radionuklidkoncentráció kapcsolatának vizsgálatára is (PRACILIO et al., 2006, DIERKE & WERBAN, 2013). A közelmúltban számos, a talaj agyagtartalmának felderítésére irányuló vizsgálatot is végeztek (PRACILIO et al., 2006, van Egmond et al., 2010, CASTRIGNANÒ et al., 2012).

PRACILIO et al., (2006) a dél-nyugat ausztráliai Somerset területén végzett vizsgálatok során korrelációt tapasztalt a mért összes beütésszám és a talaj agyagtartalma között. A radioaktív tórium és uránkoncentráció növekedésével növekvő agyagtartalom jelentkező agyagos tillit és agyagos gleccsertavak üledékében (KISS et al., 1988). Az agyagtartalom és a gamma-mérések adatai közötti pozitív kapcsolatot MEGUMI & MAMURO (1977) feltételezték először. Az összefüggést arra alapozták, hogy a talajoldatból a kationcsere révén a kálium, urán és tórium (kationok) adszorbeálódni képes a negatív töltésű agyagok felületén, így minél több agyagásványt tartalmaz a talaj, annál nagyobb radionuklidkoncentráció mérhető. Megállapították, hogy a szemcseméret csökkenése növekvő radionuklid koncentrációt eredményez, a megnövekedett fajlagos felület szorpciós kapacitása miatt. Légi gamma-spektroszkópiás mérésekkel is kimutatták, hogy összefüggés áll fenn a gamma adatok és a talajtípusok (RAWLINS et al., 2007; TRIANTAFILIS et al., 2013), illetve a talaj nedvességtartalma között (CARROLL, 1981).

BEAMISH (2015) az alapkőzetnek a talajtakarás miatt jelentkező gamma-sugárzás gyengítése (attenuation) és a talajtulajdonságok közötti kapcsolatot vizsgálta légi felméréssel GeoExploranium GR-820/3 műszerrel. Azt tapasztalta, hogy a gamma-sugárzásnak a talajtakaró általi gyengülését a talaj nedvességtartalma és sűrűsége együttesen határozzák meg a talaj felső 60 centiméterében. A talaj nedvességtartalmának növekedésével csökken a mérhető nuklidkoncentráció, ezért a gamma-spektroszkópiás méréseket érdemes száraz talajon elvégezni, annak érdekében, hogy pontosabb képet kapjunk fizikai- és kémiai tulajdonságairól. Arra a következtetésre jutott, hogy talajokban és üledékekben a nuklidkoncentrációt közvetlenül befolyásolja:

- az alapkőzet ásványi összetétele,
- agyagtartalma,
- agyagásványok típusa,
- szerves anyagok jelenléte.



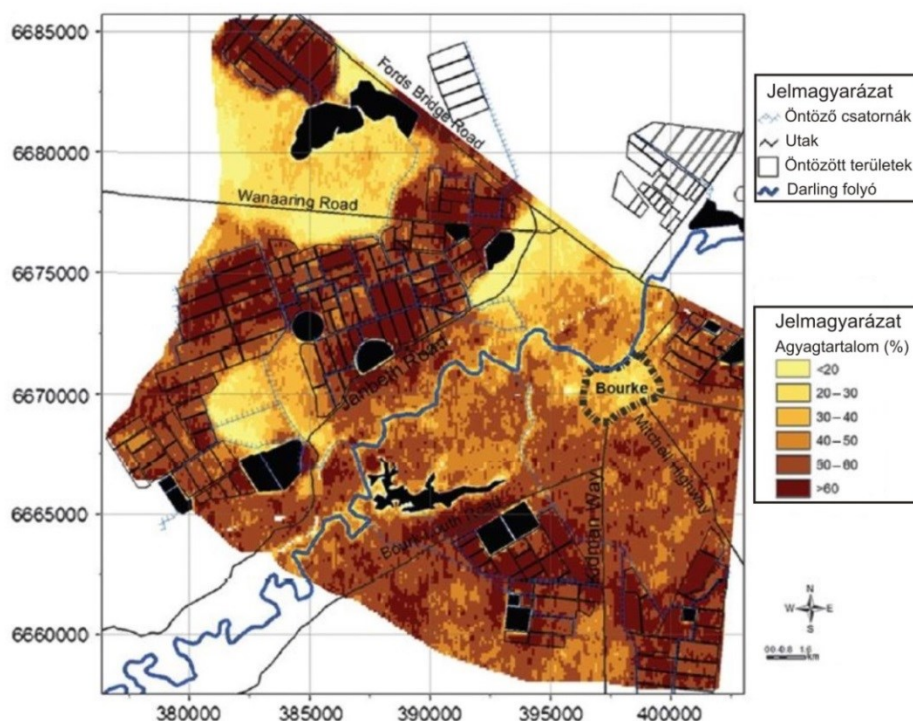
4. ábra

A gamma-spektroszkópiai mérésekből származó összes beütésszám
(CPS = counts per second) (BUCHANAN et al., 2012)

METTERNICHT és ZINCK (2003) szikes talajok térképezése során alkalmazta a légi gamma-spektroszkópiás méréseket más geofizikai mérésekkel (pl. mágneses és elektromágneses mérések) együtt. A különböző légi geofizikai módszerek együttes használatával gyorsan, nagy területeket lehet megvizsgálni, ugyanakkor a mérések eredményeit szükséges összevetni a közvetlen terepi mérésekből (pl. talajszelvények, növénytakaságok jellemzése) származó adatokkal, annak érdekében, hogy validálni tudjuk a geofizikai méréseket.

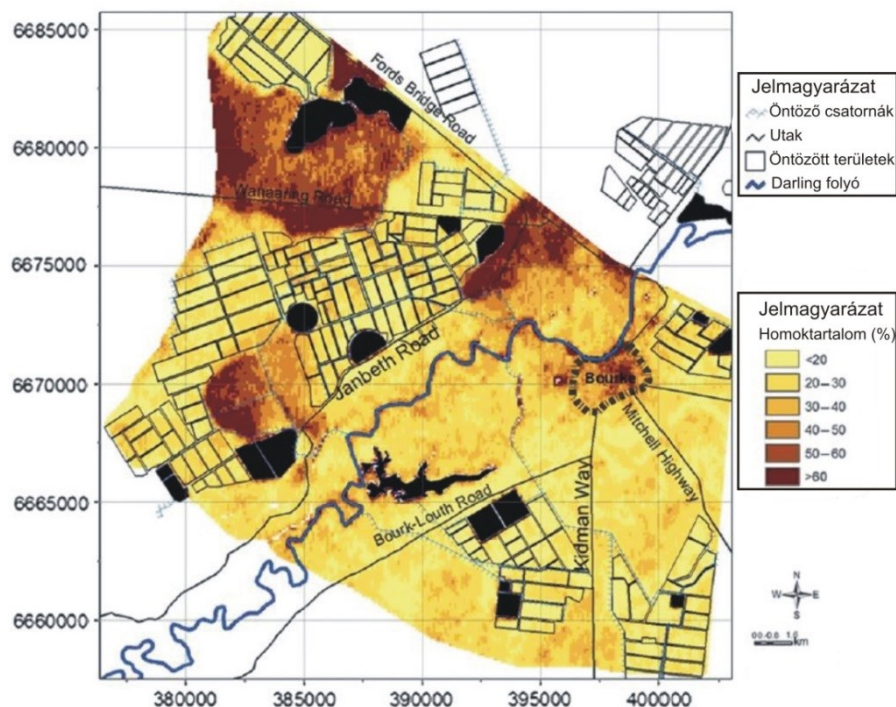
BUCHANAN et al., (2012) Ausztráliában végzett vizsgálatokat öntözéses földművelés alatt álló területen, melynek során gamma-spektroszkópiás méréseket

is alkalmazott. A 4. ábra a területen végzett gamma-spektroszkópiás mérésekből származó összes beütésszámot mutatja percenként. Az 5. ábrán pedig ezekből az értékekből becsült agyagtartalom látható százalékban kifejezve. A 6. ábra a becsült homoktartalom területi eloszlását mutatja, ami lényegében a becsült agyagtartalom inverze. A két térképen jól látszik, hogy ahol magasabb beütésszámot mértek, ott jellemzően magasabb a talaj agyagtartalma is. A magasabb agyagtartalmú területek a Darling-folyó ártéri területén helyezkednek el. A vizsgálat igazolja, hogy az agyagtartalom becsülhető a talajban jelenlévő radioaktív izotópok bomlása során kibocsátott gamma fotonok energiájának mérésével, illetve, hogy a mérések segítségével jól elkülöníthetők az agyagos és homokos területek.



5. ábra

A gamma-spektroszkópiai mérésekből becsült agyagtartalom a vizsgálati területen
(BUCHANAN et al., 2012)



6. ábra

A gamma-spektroszkópiai mérésekből becsült homoktartalom a vizsgálati területen
(BUCHANAN et al., 2012)

A 2. táblázat néhány esettanulmány segítségével szemlélteti, hogy milyen vizsgálatokra használják mind a légi, mind a felszínközeli gamma-spektroszkópiás méréseket, továbbá információt nyújt a mérési eszközökről. Általánosságban elmondható, hogy a 20-90 m magasan elvégzett légi gamma-mérésekhez használt érzékelők űrtartalma (17-48 l) többszöröse a kézi és a járművön szállított detektorok űrtartalmának (0,124-4 l). Egy adott méréshez a megfelelő eszköz kiválasztása nagyon lényeges feladat, mivel nem mindegy, hogy egy épület, vagy kisebb objektum, vagy több hektáros terület talajának gamma-sugárzását kell mérni. Emiatt a megfelelő űrtartalom kiválasztásánál nehézségek léphetnek fel. A mérések időtartama a szállítási módtól és a megcélzott térbeli pontosságtól függ. A légi és a földi járműves mérések folyamatosak, ezt adott kis időszakonként (p 10 s) történő mérések sorozatával végzik. A kézi mérések 10, 50, 100, 180 s időtartamúak.

2. táblázat

Összefoglaló táblázat a talajok agyagtartalmával kapcsolatos vizsgálatok fontos paramétereiről

Talaj/ vizsgálat jellege	Vizsgálat tárgya	Detektor/ tartály úrtartalom [L]	Gyártó	Mérési idő [s]	Hivatkozás
Lösz / felszínközeli járműves mérés	Szerves szén, növények számára felvehető kálium	NaI (TI)/ 4	GF	30	DIERKE és WERBAN (2013)
Homokos talaj járműves mérés	Növények számára felvehető kálium	NaI (TI)	Exploranium Gr 256	0	CASTRIGNANO et al. (2012)
Homokos talaj / felszínközeli járműves mérés	Talaj fizikai, kémiai tulajdonságai, agyagtartalom	CsI (TI) "70 × 150 mm kristály"	The Soil Company	1	EGMOND et al. (2010)
Agyagos, homokos talaj/ légi mérés (20m)	Talaj agyagtartalma, növények számára felvehető kálium, össz. nitrogén tartalom	32	nincs megadva	1	PRACILIO et al. (2006)
Homokos vályog / felszínközeli járműves mérés	Agyagtartalom, pH, vezetőképesség	CsI (TI) "70 × 150 mm kristály"	The Soil Company	1	MAHMOOD et al. (2013)
Tőzeges és agyagos talaj / légi mérés (92m)	Gamma sugárzás csillapodása- agyagos talajok	NaI/ 32	GeoExploranium GR-820/3	1	BEAMISH (2015)
Felszínközeli járműves és kézi mérés	Ártéri talajok- homok tar. + gamma sug. közti korreláció	NaI/ 0,124	Scintrex GRS-500	10 + 10	SPADONI és VELTAGGIO (2013)
Agyagos talaj /légi mérés (80m)	Talajosztályozás	NaI (TI) / 48	nincs megadva	0	TRIANTAFILIS et al. (2013)
Homokos talaj / légi (58m) és felszínközeli járműves mérés	Kadmium koncentráció meghatározása, kockázati térkép készítése	?+CsI (Mole system)	? + The Soil Company	0 + 0	SÖDESTRÖM és ERIKSSON (2013)
Vulkanikus szedimentek / felszínközeli kézi mérés	Vulkanikus talajok háttérsugárzása	NaI/ 0,124	Scintrex GRS-500	50	FRATTINI et al. (2006)
Homok, agyag, iszap / felszínközeli járműves mérés	Talaj textúra, növények számára felvehető kálium, szerves széntartalom, pH	NaI (TI)/ 4	RSX-1	1	HEGGEMANN et al. (2017)
Légi (60m) és kézi mérés	Vulkanikus kőzeteken képződött talaj	NaI(TI)/17 + 1,85	nincs megadva	0 + 100	COOK et al. (1996)
Szikes/homokos talaj felszíni kézi mérés	Agyagtartalom szikes-nemszikes/buckatető-völgy átmenet helyzetben	NaI(TI)/0,35	Gamma Surveyor Compact GF	180	TÓTH et al. (2019)

* 0 s folyamatos mérés; ?: az adat nem szerepel a közleményben

Számos módszer kínálkozik a gamma-spektroszkópiai mérési adatoknak a talajok agyagtartalom becslésére való használatára. Kiindulásul a módszer alkalmazója szabja meg a megkívánt pontosságot, például azt, hogy hány százalék agyagtartalom hiba fogadható el. A vizsgálandó pontokat okszerű elvek alapján célszerű két halmazra osztani: becselő algoritmus építő és tesztelő pontokra a becsült pontok 1:3 - 1:10 arányában a terület és a vizsgálati eszköz előzetes ismerete alapján (BUCHANAN et al., 2012). A becsült pontokban csupán a gamma-spektroszkópiai méréseket végzünk. A megfelelően reprezentatív (úgy mint térbeli előfordulás, különböző talajképző közet, talajtípus, domborzati helyzet, mért beütésszám stb, illetve ezek kombinációi alapján), kisebb algoritmusépítő és tesztelő pontok halmazát véletlenszerűen két hasonló eloszlású, de reprezentativitását külön-külön megőrző al-halmazra, úgy mint algoritmusépítő és tesztelő al-halmazra bontjuk. Mindkét al-halmazban meghatározzuk nem csupán a beütésszámot, illetve ^{40}K %-ot vagy hasonló paramétert, de független vizsgálattal a talaj agyagtartalmát is. Ezek és esetleg más járulékos, minden pontra rendelkezésre álló változók (a, b...) között az algoritmust építő al-halmaz mintáit használva becselő algoritmust kell felállítani tetszőleges statisztikai módszerrel, például $\text{agyag\%} = f(^{40}\text{K} \%, a, b, \dots)$. A felállított becselő algoritmus jóságát önmagában is vizsgálni kell, és ha nem megfelelő, akkor el kell vetni a becslés alkalmazását. Amennyiben az algoritmus ígéretes, akkor annak jóságát (pontosságát) a független tesztelő al-halmazon ellenőrizzük és megvizsgáljuk a becslés hibáját. A hibaértéket az előzetesen elvárt pontossághoz hasonlítva dönthetünk a módszer alkalmazásáról, illetve elvetéséről. A megfelelő pontosságú becselő algoritmussal a becsült pontok halmazára elvégezhetjük a becslést. Mivel a talajok térben (oldalirányban és függőlegesen) változékonyak, a becselő algoritmust minden eltérő jellegű területen érdemes külön-külön felállítani, különös tekintettel a talajképző közetre, amelyből a talajok a káliumtartalmukat átöröklik.

Hazai körülmények között SZABÓ (2009) végezte el Pest megyei talajok természetes radioaktivitásának átfogó vizsgálatát. A Szerző kérésünkre elvégzett számítása során négy kiugró értéket elhagyott, így a Pearson féle korreláció számítása 0,59 korrelációs koefficiens mutatott a 45 darab TIM pontban, több mélységben vett (2 és 44% közötti) agyagtartalom és a laboratóriumban (> 16 óra alatt kis mintatömeggel) mért gamma ^{40}K aktivitás koncentráció között. TÓTH et al. (2019) 15 pont terepi vizsgálata során a homokbucka – kötöttebb völgytalpi átmenetet jellemző transzektjében 0,89 korrelációs koefficiens határozott meg a gamma dózisteljesítmény és az előzetesen laboratóriumban meghatározott agyagtartalom között (TÓTH et al., 2018. 480. old. ábra).

Konklúzió

A módszer a talajok agyagtartalmának becslésére külföldi és hazai körülmények között is alkalmasnak bizonyult mind laboratóriumi mind terepi viszonyok között. A radioaktív bomlás statisztikus ingadozása miatt pontos méréshez hosszabb idejű méréseket kell végezni és egy határ után ez a terepi gyors méréseknél nem megengedhető. A mérések pontosságát ugyanakkor a detektor

térfogatának növelésével (például 0,35-ről 48 literre) műszerváltással lehet növelni, ami azonban költségnövelő és a gamma spektroszkópiai műszer szállítását megnehezítő megoldás. Nagyobb detektor térfogattal a felszíni és légi járművel végzett felmérések is sikeresen végrehajthatók, értelemszerűen egyre kisebb térbeli felbontással. Mivel a meghatározás döntően a káliumkoncentráción alapul, adott esetben érdemes alternatívaként más káliumkoncentrációt mérő módszer alkalmazását megfontolni, például a röntgen-fluoreszcencia spektroszkópiát, ami azonban drágább berendezést igényel.

Köszönetnyilvánítás: A kutatást az OTKA K 124290 projekt támogatja.

Irodalomjegyzék

- BARÓTFI, I., 2000. Környezettechnika. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- BEAMISH, D., 2015. Relationship between gamma-ray attenuation and soils in SW England. *Geoderma*. **259-260**. 174-186.
- BÓDIZS, D., (1997). Laboratóriumi gyakorlat félvezető-detektoros gammaspektroszkópia, BME Nukleáris Technikai Intézet, kézirat
- BUCHANAN, S., TRIANTAFILIS, J., ODEH, I.O.A., SUBANSINGHE, R., 2012. Digital soil mapping of compositional particle-size fractions using proximal and remotely sensed ancillary data. *Geophysics*. **77**. (4) 201-211.
- BURJÁN Z., (2002). A radon környezeti hatása és forrásanyagának geokéimiai vizsgálata, Tudományos Diákköri Dolgozat, Budapest. pp 47.
- CARROLL, T.R., 1981. Airborne soil moisture measurement using natural terrestrial gamma radiation. *Soil Sci*. **132**. 358–366.
- CASTRIGNANÒ, A., WONG, M.T.F., STELLUTI, M., DE BENEDETTO, D., SOLLITTO, D., 2012. Use of EMI, gamma-ray emission and GPS height as multi-sensor data for soil characterisation. *Geoderma*. **175-176**. 78-89.
- COOK, S.E., CORNER, R.J., GROVES, P.R., GREALISH, G.J., 1996. Use of airborne gamma radiometric data for soil mapping. *Aust. J. Soil Res*. **34**. 183-194.
- DARNLEY, A.G., 1991. The Development of Airborne Gamma-ray Spectrometry: Case Study in Technological Innovation and Acceptance. *Nuclear Geophysics*. **5**. (4) 377-402.
- DE MEIJER, R.J., 1998. Heavy minerals: from 'Edelstein' to Einstein. *J. of Geochemical Expl.*. **62**. 81-103.
- DICKSON, B.L., SCOTT, K.M., 1997. Interpretation of aerial gamma-ray surveys – adding the geochemical factors. *AGSO J. Aust. Geol. Geophy*. **17**. 187-200.
- DIERKE, C., WERBAN, U., 2013. Relationships between gamma-ray data and soil properties at an agricultural test site. *Geoderma*. **199**. 90-98.
- GRASTY, R.L., MELENDER, H., PARKER, M., 1991. Airborne gamma-ray spectrometer surveying. Technical Reports Series, No. 323. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- GREGORY, A.F., 1960. Geological Interpretation of Aeroradioemetric Data. *Bull. Geol. Surv. Can.* **66**. pp 29.

- HEGGEMANN, T., WELP, G., AMELUNG, W., ANGST, G., FRANZ, S.O., KOSZINSKI, S., SCHMIDT, K., PÄTZOLD, S., 2017. Proximal gamma-ray spectrometry for site-independent in situ prediction of soil texture on heterogeneous fields in Germany using support vector machines. *Soil & Tillage Research*. **168**. 99-109.
- HORSFALL, K.R., 1997. Airborne magnetic and gamma-ray data acquisition. *AGSO Journal of Geology and Geophysics*. **17**. 23-30.
- IAEA, 2003. Guidelines for radioelement mapping using gamma ray spectrometry data. IAEA-TECDOC 1363, Vienna.
- JAQUES, A.L., WELLMAN, P., WHITAKER, A., WYBORN, D., 1997. High-resolution geophysics in modern geological mapping. *AGSO Journal of Australian Geology & Geophysics*. **17**. (2) 159-173.
- KISS, J.J., DE JONG, E. AND BETTANY, J.R., 1988. The distribution of natural radionuclides in native soils of southern Saskatchewan, Canada. *J. Environ. Qual.* **17**. 437-445.
- MAHMOOD, H.S., HOOGMOED, W. B., & VAN HENTEN, E. J., 2013. Proximal gamma-ray spectroscopy to predict soil properties using windows and full-spectrum analysis methods. *Sensors*. **13**. (12) 16263-16280.
- MEGUMI, K., MAMURO, T., 1977. Concentration of uranium series nuclides in soil particles in relation to their size. *Journal of Geophysical Research*. **82**. 2. 353-356.
- MENGEL, K., KIRKBY, E.A., KOSEGARTEN, H., APPEL, T., 2001. Potassium. *Principles of Plant Nutrition*, pp 481-511.
- METTERNICHT, G.I., ZINCK, J.A., 2003. Remote sensing of soil salinity: potentials and constraints. *Remote sensing of Environment*. **85**. 1-20.
- MICHÉLI, E., SIMON, B., SZEGI, T., STEFANOVITS, P., 2006. Talajtani alapismeretek. *Szent István Egyetem egyetemi jegyzet*. pp. 28-35.
- MINTY, B., 1997. Fundamentals of airborne gamma-ray spectrometry. *AGSO Journal of Australian Geology and Geophysics*. **17**. (2) 39-50.
- NAGY, L. G., 1989. Radiokémia és izotóptechnika. Tankönyvkiadó. Budapest
- PORTELA, E.A.C., 1993. Potassium supplying capacity of northeastern Portuguese soils. *Plant and Soil*. **154**. (1) 13-20.
- PRACILIO, G., ADAMS, M.L., SMETTEM, K.R.J., HARPER, R.J., 2006. Determination of spatial distribution patterns of clay and plant available potassium contents in surface soils at the farm scale using high resolution gamma ray spectrometry. *Plant and Soil*. **282**. 67-82.
- RAWLINS, B.G., LARK, R.M., WEBSTER, R., 2007. Understanding airborne radiometric survey signals across part of eastern England. *Earth Surf. Process. Landforms*. **32**. 1503-1515.
- RISTOLAINEN A., FARKAS C., TÓTH T., 2009. Prediction of Soil Properties with Field Geo-electrical Probes. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. **40**. 555-565.
- SANDERSON, D.C.W., CRESSWELL, A.J., HARDEMAN, F., DEBAUCHE, A., 2004. An airborne gamma ray spectrometry survey of nuclear sites in Belgium. *Journal of Environmental Radioactivity*. **72**. (1) 213-224.

- SPADONI, M., VOLTAGGIO, M., 2013. Contribution of gamma spectrometry to the textural characterization and mapping of floodplain sediments. *Journal of Geochemical Exploration*. **125**. 20-23.
- STEFANOVITS, P., FILEP, G., FÜLEKY, G., 1999. Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp 8-14.
- SZABÓ, K. Z., 2009. Talajminták radioaktivitásának vizsgálata Pest megyében, Diplomamunka. ELTE TTK, Közettani és Geokémiai Tanszék, Atomfizikai Tanszék, Budapest.
- TÓTH, T., KOVÁCS, Z.A., RÉKÁSI, M., 2019. XRF-measured rubidium concentration is the best predictor variable for estimating the soil clay content and salinity of semi-humid soils in two catenas. *Geoderma*. **342**. 106-108.
- TÓTH, T., PÁSZTOR, L., ÁRVAI, M., SIPOS, G., TAKÁCS, K., RÉKÁSI, M., SZATMÁRI, G., BALOG, K., KOVÁCS, Z.A., 2018. Review of research on salt-affected soils in the Debrecen agricultural high educational institutions, with special focus on the mapping of Hortobágy. *Acta Agraria Debreceniensis* (150 years jubilee publication). pp 471-484.
- TOURLIÈRE, B., PERRIN, J., LE BERRE, P., PASQUET, J.F., 2003. Use of airborne gamma-ray spectrometry for kaolin exploration. *Journal of Applied Geophysics*. **53**. 91-102.
- TRIANTAFILIS, J., GIBBS, I., EARL, N., 2013. Digital soil pattern recognition in the lower Namoi valley using numerical clustering of gamma-ray spectrometry data. *Geoderma*. **192**. 407-421.
- UNSCEAR REPORT, 2000. Sources and Effects of Ionising Radiation, UN, New York
- VAN EGMOND, F.M., LOONSTRA, E.H., LIMBURG, J., 2010. Gamma-ray sensor for topsoil mapping: the Mole. In: VISCARRA ROSSEL, R.A., MCBRATNEY, A.B., MINASNY, B. (eds.), *Proximal Soil Sensing*. Springer. Dordrecht. pp. 323-332.
- VAN WIJNGAARDEN, M., VENEMA, L.B., DE MEIJER, R.J., ZWOLSMAN, J.J.G., VAN OS, B., GIESKE, J.M.J., 2002. Radiometric sand–mud characterization in the Rhine–Meuse estuary Part A: Fingerprinting. *Geomorphology*. **43**. 82-101.
- WILFORD, J., MINTY, B., 2007. The use of airborne gamma-ray imagery for mapping soils and understanding landscape processes. In: LAGACHERIE, P., MCBRATNEY, A.B., VOLTZ, M. (eds.), *Digital Soil Mapping*. Elsevier. Amsterdam. 207-218.

Open Access nyilatkozat: A cikk a Creative Commons Attribution 4.0 International License (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0>) feltételei szerint publikált Open Access közlemény, melynek szellemében a cikk bármilyen médiumban szabadon felhasználható, megosztható és újraközölhető, feltéve, hogy az eredeti szerző és a közlés helye, illetve a CC License linkje és az esetlegesen végrehajtott módosítások feltüntetésre kerülnek. (SID_1)
